EFFETS DES PERTURBATIONS NATURELLES ET SYLVICOLES SUR L'AVIFAUNE FORESTIÈRE : UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Guy RONDEAU
Jean-Luc DESGRANGES

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 148
Région du Québec 1992
Service canadien de la faune

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES
DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans les listes du système de référence DOBIS utilisé dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed with the DOBIS system in major scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

L'illustration de la couverture est une œuvre de P. Dupuis. Elle ne peut dans aucun cas être utilisée sans avoir obtenu préalablement la permission écrite de l'auteur.

Cover illustration is by P. Dupuis and may not be used for any other purpose without the artist's written permission.

92-07069/

EFFETS DES PERTURBATIONS NATURELLES ET SYLVICOLES SUR L'AVIFAUNE FORESTIÈRE: UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Guy Rondeau[1]
Jean-Luc DesGranges[2]

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N°148
Région du Québec 1992
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Rondeau, G. et J.-L. DesGranges. 1992. Effets des perturbations naturelles et sylvicoles sur l'avifaune forestière: une synthèse bibliographique. Éco-gestion en ressources renouvelables inc. pour Environnement Canada. Série de rapports techniques n°148. Service canadien de la faune, région du Québec. iv + 30 pp.

---

1 Éco-gestion en ressources renouvelables inc.
5797, Hochelaga, Montréal (Québec), H1N 1W6

2 Service canadien de la faune, Environnement Canada,
C.P. 10 100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
Numéro de catalogue CW69-5/148S
ISBN 0-662-97394-1
ISSN 0831-6481

1. Sylviculture - Oiseaux. 2. Perturbations naturelles - Oiseaux.
3. Fragmentation - Oiseaux. 4. Spécialistes - Foresterie.
5. Résidents - Foresterie. 6. Prédation - Foresterie.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, Route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Nous examinons l'abondante littérature traitant des oiseaux forestiers pour évaluer les conséquences écologiques des différents types de perturbations forestières et les comparer entre elles. Nous avons ainsi considéré les changements survenus à la végétation (structure et composition, hétérogénéité, etc.) et aux autres facteurs qui en découlent (nourriture, prédation, compétition, comportement, etc.), à la suite de l'action des agents perturbateurs dans les deux principaux biomes forestiers de l'Amérique du Nord: les forêts coniférienne septentrionales et les forêts feuillues et mixtes.

Les perturbations naturelles suivantes ont été traitées: les épidémies d'insectes, les feux de forêt et le dépérissement des érablières. Les activités sylvicoles suivantes ont été examinées: la coupe sélective, la coupe à blanc, la fragmentation des forêts, les plantations ainsi que l'utilisation des phytocides.

Après avoir fait une description sommaire des impacts sur les oiseaux des différentes perturbations et activités sylvicoles, nous allons tenter d'expliquer les mécanismes de réponse de l'avifaune. Pour terminer, nous formulons certaines recommandations visant la plus grande diversité avienne des écosystèmes forestiers, tant dans un contexte local que dans le cadre du paysage régional.

ABSTRACT

The abundant literature dealing with forest birds is examined to assess and compare various kinds of disturbances in forest environments in terms of their ecological impact. Changes in plant life (structure, composition, heterogeneity, etc.) are considered, along with other related factors (food, predation, competition, behaviour, etc.) which result from disturbances in the two major North American forest biomes: northern coniferous forests and northern hardwood forests.

The following natural disturbances are discussed: insect infestations, forest fires and maple tree dieback. The following forestry activities are examined: selective cutting, clear cutting, forest fragmentation, planting and the use of phytocides.

After briefly outlining the impact of various disturbances and silvicultural activities on bird life, an explanation of avifaunal response mechanisms is offered. To conclude, a number of recommendations are made with respect to fostering greater avian diversity in local and regional forest ecosystems.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iii

ABSTRACT iii

TABLE DES MATIÈRES iv

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 PERTURBATIONS NATURELLES 3

2.1 ÉPIDÉMIES D'INSECTES 3
2.1.1 Forêt coniférienne septentrionale 3
2.2 DÉPÉRISSEMENT 4
2.2.1 Forêts feuillues et mixtes 4
2.3 FEUX DE FORÊTS 6
2.3.1 Forêt coniférienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes 6

3.0 TRAITEMENTS SYLVICOLES 8

3.1 FRAGMENTATION DES FORÊTS EN TERRITOIRES FORESTIERS . . 8
3.1.1 Forêt coniférienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes 8
3.2 COUPES FORESTIÈRES SÉLECTIVES 9
3.2.1 Forêt coniférienne septentrionale 9
3.2.2 Forêts feuillues et mixtes 10
3.2.3 Aménagement des chicots - Coupes sanitaires . . . 12
3.3 COUPES FORESTIÈRES TOTALES 13
3.3.1 Forêt coniférienne septentrionale 13
3.3.2 Forêts feuillues et mixtes 14
3.4 PLANTATION 15
3.4.1 Forêt coniférienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes 15
3.5 PHYTOCIDES-HERBICIDES 17
3.5.1 Forêt coniférienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes 17

4.0 SYNTHÈSE DES RÉPONSES DE L'AVIFAUNE 18

4.1 STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS AVIENNES 19
4.1.1 ↑ hétérogénéité horizontale, ↑ hétérogénéité verticale 19
4.1.2 ↓ hétérogénéité horizontale, ↑ hétérogénéité verticale 20

5.0 RECOMMANDATIONS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE 21

6.0 RÉFÉRENCES 24

1.0 INTRODUCTION

En Amérique du Nord, après trois siècles d'exploitation forestière assidue, nous réalisons que la forêt a perdu sa réputation de ressource inépuisable. En plus de la production de matière ligneuse, pour laquelle la demande se fait de plus en plus grande, on envisage maintenant d'autres utilisations de la forêt qui sont souvent jugées incompatibles avec la récolte du bois. Celles-ci comprennent des éléments de qualité de vie des gens qui fréquentent la forêt comme la chasse, la trappe, la pêche et la randonnée ainsi que des aspects d'ordres plus globaux dont la qualité de l'air et de l'eau, l'érosion, la biodiversité et le réchauffement de la planète.

Les gestionnaires forestiers ont maintenant à faire face à cette nouvelle réalité. Il faut trouver des modes d'aménagement permettant d'utiliser de façon durable les multiples ressources de la forêt. Cela soulève toutefois un certain nombre de questions. Choisirons-nous, par exemple, une ressource au détriment de l'autre ou tenterons-nous d'optimiser chacune d'elles? Allons-nous sectorialiser le territoire forestier par utilisation ou vocation ou intégrer toutes les vocations sur le même site? Est-ce que la solution sera l'aménagement intensif ou extensif? Favoriserons-nous l'établissement d'espèces animales spécialistes ou généralistes? Permettrons-nous au feux de «détruire» des forêts et aux épidémies d'insectes de «ravager» des peuplements forestiers?

Avec l'avènement de ces nouvelles pressions socio-économiques sur la forêt, il nous faut comprendre réellement les effets que nos activités ont sur elle. Pour ce faire, il faudra trouver un moyen d'imputer une valeur aux ressources qu'elle contient, de manière à mesurer les impacts économiques d'une option d'aménagement. En ce qui concerne les impacts environnementaux de nos pratiques forestières, il nous faudra être capable de discerner et de comparer les effets des activités humaines forestières avec ceux des perturbations naturelles.

En effet, il existe dans le monde forestier une croyance répandue qui prétend que les opérations forestières ne sont, en fait, qu'une imitation des processus normaux de régénération de la forêt et qu'ainsi, les impacts sont les mêmes. Le présent rapport tente d'établir si ce mythe est basé ou non sur une réalité en ce qui concerne la faune avienne forestière.

Les oiseaux ont été choisis comme indicateurs ou sentinelles des impacts des activités sylvicoles et des perturbations naturelles car il est un

fait généralement accepté que les oiseaux réagissent aux changements apportés à la forêt. En effet, plusieurs auteurs ont démontré que les communautés d'oiseaux sont influencées par la structure de la végétation (*e.g.* Martin 1960; MacArthur & MacArthur 1961; MacArthur *et al.* 1966; Karr 1968; Anderson & Shugart 1974; Willson 1974; Roth 1976; DesGranges 1980; Rotenberry & Wiens 1980; James & Wamer 1982), alors que d'autres ont révélé qu'elles sont aussi reliées à la composition de la végétation (*e.g.* Holmes & Robinson 1981). De plus, certaines espèces d'oiseaux sont influencées par des variables spécifiques de l'habitat (Anderson & Shugart 1974 *in* Curtis & Ripley 1975) et par la taille et l'âge du peuplement (Conner *et al.* 1979).

Cette recherche a été réalisée à partir d'informations inédites et d'articles concernant des études comparatives (entre milieux traités et non-traités) des effets sur la faune avienne d'activités sylvicoles et de perturbations naturelles en forêt. Nous avons considéré les changements survenus à la végétation (structure et composition, hétérogénéité, etc.) et aux autres facteurs qui en découlent (nourriture, prédation, compétition, comportement, etc.), à la suite de l'action des agents perturbateurs. En ce qui concerne l'utilisation des pesticides (phytocides et insecticides), nous n'avons pas utilisé les études traitants des impacts toxicologiques des produits tels quels sur les oiseaux, mais plutôt des effets de ces produits sur les modifications indirectes à long terme causées à la forêt.

Les perturbations naturelles suivantes ont été traitées: les épidémies d'insectes, les feux de forêt et le dépérissement des érablières. Les activités sylvicoles suivantes ont été traitées (avec une emphase spéciale sur les trois premières): la coupe sélective, la coupe à blanc, la fragmentation des forêts, les plantations ainsi que l'utilisation des phytocides. Ces perturbations naturelles et sylvicoles ont été examinées selon les deux principaux biomes forestiers de l'Amérique du Nord (la forêt coniférienne septentrionale et les forêts feuillues et mixtes).

Après avoir fait une description sommaire des impacts sur les oiseaux des différentes perturbations et activités sylvicoles, nous allons tenter d'expliquer les mécanismes de réponse de l'avifaune. Pour terminer, nous formulons certaines recommandations visant la plus grande diversité avienne des écosystèmes forestiers, tant dans un contexte local que dans le cadre du paysage régional.

2.0 PERTURBATIONS NATURELLES

2.1 ÉPIDÉMIES D'INSECTES

2.1.1 Forêt coniférienne septentrionale

Dans cette section, nous allons décrire les effets du passage d'une épidémie d'insectes sur les populations aviennes en fonction des changements apportés à la végétation. Ces changements confèrent une grande hétérogénéité horizontale et aussi verticale à la forêt ainsi qu'au paysage forestier, étant donné que les épidémies sont de gravité inégale et de répartition irrégulière.

Très peu d'études se sont penchées sur la comparaison des populations d'oiseaux entre une forêt défoliée et une forêt épargnée par l'épidémie ou protégée à l'aide d'un programme d'insecticide. Gage & Miller (1978) ont démontré des changements de populations pour plusieurs espèces aviennes dans des peuplements forestiers du Nouveau-Brunswick avec une défoliation de 80% du Sapin baumier (*Abies balsamea*), mais ils ont attribué ces changements à la baisse des densités de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et n'ont pas commenté les altérations amenées à l'habitat. De plus, MacDonald & Webb (1963) ont documenté quelques changements sur le plan de la composition des espèces aviennes lors de la disparition de l'étage coniférien après le passage de l'épidémie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Nous avons trouvé seulement deux études se rapportant à l'impact du passage d'une épidémie d'insectes sur les oiseaux forestiers. Dans les deux cas, il s'agit d'études concernant la Tordeuse des bourgeons de l'épinette. Nous voulons toutefois mentionner que plusieurs chercheurs ont étudié les populations d'oiseaux lors du passage de l'épidémie, de la prédation produit par les oiseaux sur les insectes, etc. La revue de littérature réalisée par Crawford & Jennings (1982) couvre l'ensemble de ces travaux.

Nidification: Dans le cas d'une comparaison entre une sapinière protégée et une autre complètement ravagée, Rondeau & Desranges (1992) ont démontré que celles-ci ne présentaient aucune différence en ce qui concernait l'**abondance** et la **richesse spécifique**. Par contre, en ce qui concerne l'étude d'Oliveri & Famous (1982), nous sommes en présence d'une sapinière protégée et d'une sapinière qui est presque moribonde. On observe ici que l'abondance ainsi que la richesse sont plus élevées dans

la forêt ravagée, tandis que la **diversité avienne** ne semble pas affectée. Oliveri & Famous (1982) considère que la plus grande richesse avienne retrouvée dans la sapinière sous épidémie est due à la plus grande diversité d'habitats dans la forêt défoliée.

Malgré les changements survenus sur le plan de la composition des espèces (environ la moitié), seules les espèces des **buissons** sont affectées par l'ouverture du peuplement (Rondeau & DesGranges 1992). En effet, la prolifération de la strate arbustive après le passage de l'épidémie ne semble pas convenir aux espèces fréquentant cette strate, surtout à cause de la surabondance d'essences semi-ligneuses, tel le framboisier (*Rubus idaeus*). Il apparaît dans l'étude d'Oliveri & Famous (1982) que les espèces de **tronc** sont avantagées par l'aspect défolié et moribond de la sapinière ravagée. Van Tyne (1926) a observé que les populations de pics ont augmenté après le passage de la tordeuse, à cause de l'abondance d'insectes secondaires qui attaquaient les arbres récemment tués.

En règle générale, nous observons que les changements dans la composition des espèces sont imputables à la **colonisation** du site défolié par des espèces de la forêt mixte et à la **disparition** d'espèces de la sapinière dense. De plus, certaines modifications dans les populations aviennes sont dues à la présence de larves de la tordeuse. En effet, la Paruline à croupion jaune (*Dendroica coronata*), la Paruline à poitrine baie (*Dendroica castenea*) ainsi que la Paruline obscure (*Vermivora peregrina*), espèces reconnues comme abondantes durant les épidémies de la tordeuse, sont plus fréquentes dans la forêt protégée à cause de la grande quantité de larves malgré la lutte insecticide (Rondeau & DesGranges 1992).

2.2 DÉPÉRISSEMENT

2.2.1 Forêts feuillues et mixtes

Alors que certains chercheurs considèrent le dépérissement des forêts comme un phénomène naturel découlant de perturbations climatiques (voir Dessureault 1986), d'autres croient qu'il représente une cassure dans l'écosystème attribuable à la pollution atmosphérique créée par la société industrielle (Bernier & Brazeau 1986 *in* DesGranges 1987; Dessureault 1986).

Les conséquences du dépérissement des forêts sont l'ouverture du couvert et, de ce fait, la croissance des strates herbacées et arbustives en sous-

couvert (Gagnon *et al.* 1986 *in* DesGranges 1987). Les arbres affaiblis par le dépérissement perdent, entre autres, une partie de leur résistance aux insectes, ce qui entraîne une accélération du processus due à l'augmentation de l'herbivorie. De plus, les arbres atteints sont plus sujets aux attaques des agents pathogènes (Kulman 1971, Manion 1981, Smith 1981 *in* DesGranges 1987). Les conséquences du dépérissement sont une augmentation de l'hétérogénéité verticale des peuplements atteints et aussi, dans une moindre mesure, un accroissement de l'hétérogénéité horizontale de la forêt.

Les seules études que nous avons proviennent de chercheurs québécois qui ont étudié les effets du dépérissement des érablières sur les populations d'oiseaux (DesGranges 1987; DesGranges *et al.* 1987; Darveau *et al.* 1990; Darveau *et al.* 1992a; Darveau *et al.* 1992a 1992b). Ces auteurs nous apprennent que le dépérissement des érablières, au niveau actuel de défoliation (10 à 30%), a peu de répercussion sur la structure des communautés d'oiseaux (**abondance** et **diversité**). Toutefois, certaines espèces **spécialistes** nichant dans les érablières à sucre sont touchées par les modifications apportées à l'habitat. En effet, dans les niches **vol**, **couronne**, **buisson** et **sol**, le Moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*), le Viréo aux yeux rouges (*Vireo olivaceus*), la Grive des bois (*Hylocichla mustelina*) ainsi que la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*) sont moins abondants dans les érablières dépéries (Darveau *et al.* 1990). Une étude rapporte que les territoires de ces espèces sont significativement plus petits dans les érablières saines (Darveau *et al.* 1992a).

Seul le Moucherolle tchébec, l'espèce nicheuse la plus abondante des érablières à sucre, a démontré un déclin de population, déclin qui est relié aux changements de l'habitat (Darveau *et al.* 1990). L'ensemble des espèces de ce milieu semblent réussir à adapter leur comportement pour maintenir globalement leur effectif. En effet, dans le cas du Moucherolle tchébec, malgré le fait que l'érablière dépérie possède moins de nourriture, les oiseaux nicheurs fournissent plus d'efforts parentaux et on retrouve la même productivité que dans les nichées des érablières saines. Il se peut que dans les sites dépéris, la nourriture, même si elle est moins abondante, soit plus accessible grâce aux changements configuratifs du feuillage dépéri (Darveau *et al.* 1992b).

Darveau *et al.* (1992a) pensent qu'à des niveaux de perturbation modérés, les mécanismes de comportement ainsi que la dispersion peuvent compenser les impacts négatifs du dépérissement et en masquer les effets. Dans le cas du Moucherolle tchébec, ils considèrent qu'une perturbation comme le

dépérissement pourrait accélérer un déclin de population qui a déjà débuté dans une grande partie de sa distribution géographique.

2.3 FEUX DE FORÊTS

2.3.1 Forêt coniférienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes

Les feux de forêts sont des phénomènes récurrents qui jouent un rôle important dans le processus de régénération des peuplements forestiers nordiques et tempérés. Il a été démontré que les populations d'oiseaux réagissent aux conséquences des feux de forêts (Marshall 1963; Bock & Lynch 1970; Emlen 1970; Michael & Thornburgh 1971). Loucks (1970) et Heinselman (1971), *in* Apfelbaum & Haney 1981, considèrent que la richesse ainsi que la complexité structurelle de la végétation sont fréquemment augmentées par le feu. Étant donné que le feu ne brûle pas également partout, il produit généralement une mosaïque de différentes communautés végétales d'âge équienne au sein d'une même forêt, chacune ayant une composition différente (Heinselman 1970 *in* Apfelbaum & Haney 1981). Cette situation donne à la forêt une grande hétérogénéité horizontale, tout en réduisant au maximum l'hétérogénéité verticale.

Nous avons trouvé seulement six études pertinentes qui comparent des forêts brûlées et épargnées par le feu. Une seule s'est penchée sur les oiseaux non nicheurs (Blake 1982). Étant donné le faible nombre d'études sur ce sujet, nous avons rassemblé celles traitant des pinèdes (Apfelbaum & Haney 1981; Blake 1982) et celles se rapportant à la forêt coniférienne septentrionale.

Nidification: Les résultats à tirer de ces études sont assez contradictoires. L'**abondance** des oiseaux dans les forêts brûlées ne semble pas affectée dans deux études (Bock & Lynch 1970; Apfelbaum & Haney 1981), alors que l'on observe une augmentation de l'abondance dans une autre étude (Taylor & Barmore 1980). Dans les milieux forestiers résultant du feu, on remarque que la **diversité avienne** est plus grande dans deux études (Bock & Lynch 1970; Apfelbaum & Haney 1981), alors qu'elle est stable dans une autre (Theberge 1976). Apfelbaum & Haney (1981) rapportent que certains auteurs ont observé une augmentation du nombre d'espèces d'oiseaux après le passage du feu (Hagar 1960; Lawrence 1966; Bock & Lynch 1970). Bock & Lynch (1970) disent que cette augmentation de la diversité avienne sur les sites brûlés est le résultat des conditions hétérogènes crées par le passage du feu. La **densité** des oiseaux a été calculée dans

deux études (Theberge 1976; Apfelbaum & Haney 1981): elle est stable dans la première et en baisse dans les forêts brûlées étudiées dans la seconde étude.

Trois études traitent des effets du feu sur la **biomasse** des oiseaux nicheurs (Bock & Lynch 1970; Doerr *et al.* 1971; Apfelbaum & Haney 1981). Dans les deux premières, on observe que la biomasse des oiseaux augmente dans les forêts ravagées par le feu, tandis que, selon la dernière étude, elle diminue. Contrairement à ce qu'avance Salt (1957), *in* Bock & Lynch (1970), Bock & Lynch (1970) considèrent que le site brûlé supporte des oiseaux plus lourds que dans la forêt mature, simplement du fait que la recherche de nourriture ne présente pas la même difficulté dans les deux milieux. Malgré une baisse de biomasse observée dans l'étude d'Apfelbaum & Haney (1981), les oiseaux sont en moyenne 63% plus lourds dans les forêts brûlées. D'après ces mêmes auteurs, il semble que les feux réduisent la quantité totale de nourriture disponible, mais augmentent les types de nourriture, spécialement au sol ou tout près du sol.

De façon générale, on observe que certaines espèces d'oiseaux nichant sur le **sol** et dans les **buissons** et d'oiseaux se nourrissant en **vol** sont favorisées par les feux de forêts. En ce qui concerne les oiseaux de la **couronne**, nous observons que les sites brûlés sont plus propices aux granivores, alors que les insectivores qui se nourrissent dans le feuillage de cette strate subissent l'effet contraire. Les espèces de **tronc** qui se nourrissent d'insectes secondaires sont grandement favorisées quelques années après le passage du feu, alors que d'autres espèces de cette niche, qui glanent à la surface de l'écorce, voient leur nombre diminuer ou augmenter. Dans ce sens, Apfelbaum & Haney (1977), *in* Apfelbaum & Haney (1981), rapportent que le Grimpereau brun (*Certhia americana*) est favorisé dans les peuplement touchés par le feu, probablement à cause de l'abondance des sites de nidification, tandis que les sittelles (Sittidés) sont défavorisées par l'absence de chicots. Theberge (1976) rapporte que plusieurs auteurs considèrent que les perdrix (Tétraonidés) sont particulièrement favorisées par les feux de forêts (Doerr *et al.* 1971; Hakala *et al.* 1971; Heinselman 1973; Rowe & Scotter 1976), ainsi que les pics (Picidés; Heinselman 1973). Niemi (1978), *in* Apfelbaum & Haney (1981), a aussi remarqué une augmentation des populations de pics dans un peuplement brûlé depuis trois ans.

Autres saisons: En ce qui concerne l'étude sur les populations d'oiseaux hivernant (Blake 1982), l'auteur nous apprend que les sites épargnés par le feu accueillent plus d'espèces **spécialistes** que les forêts brûlées.

3.0 TRAITEMENTS SYLVICOLES

3.1 FRAGMENTATION DES FORÊTS EN TERRITOIRES FORESTIERS

3.1.1 Forêt conifèrienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes

Plusieurs études traitent des conséquences de la fragmentation des forêts sur les oiseaux. Toutefois, la plupart d'entre elles traitent de la fragmentation causée par l'agriculture et le développement résidentiel. Dans ce travail, nous nous limitons à décrire les effets de la fragmentation forestière dans un contexte forestier. Actuellement, la grande majorité des études traitant de la fragmentation des forêts concernent les forêts de chênes et de pins. La fragmentation forestière a comme particularité première de morceler fortement les forêts et de créer de grandes conditions écotoniques. Ainsi, le territoire fragmenté accuse un fort accroissement de l'hétérogénéité horizontale et les effets de bordures sont augmentés au maximum. Les six études que nous avons trouvées, études qui comparent des territoires fragmentés avec des zones épargnées, décrivent les effets sur les oiseaux de la fragmentation causée par des corridors de transport électrique, par des routes et par de petites coupes totales (coupes en damiers). Toutes ces études se sont intéressées aux oiseaux nicheurs uniquement.

Nidification: Sur les quatre études où la **densité** et/ou l'**abondance** ont été calculées, deux rapportent une augmentation d'une de ces variables (Strelke & Dickson 1980; Yahner 1984) et les deux autres, une diminution (Robbins 1979; Virkkala 1987). Par contre, pour les deux études où la **richesse spécifique** et/ou la **diversité avienne** ont été mesurées, nous observons une augmentation de ces variables (Strelke & Dickson 1980; Yahner 1984).

Toutefois, il apparaît que la fragmentation forestière est fortement défavorable à l'établissement d'espèces **spécialistes** de l'intérieur des forêts (Strelke & Dickson 1980; Kroodsma 1982; Kroodsma 1984; Yahner 1984; Virkkala 1987), tandis que les espèces **généralistes** voient leurs populations augmenter (Yahner 1984). Robbins (1979) mentionne que la fragmentation forestière produit des baisses de populations, principalement dans les groupes d'espèces qui sont des **migrateurs de longue distance**. Par contre, **les espèces migratrices de courte distance** et qui sont adaptées à vivre dans les écotones sont peu affectées par le

morcellement de la forêt (Robbins 1979) ou sont favorisées par cette situation (Kroodsma 1982).

De plus, étant donné que la fragmentation produit une abondance d'écotones, il est probable qu'elle ait comme autres conséquences sur les oiseaux une augmentation de la **prédation** (Yahner 1988) et du **parasitisme des nids** (Gates & Gysel 1978).

3.2 COUPES FORESTIÈRES SÉLECTIVES

3.2.1 Forêt conifèrienne septentrionale

Nous regroupons dans ce traitement toutes les coupes qui ne visent pas l'élimination complète du couvert forestier en enlevant seulement certains types de classe de bois, soit les coupes d'éclaircies (par le haut, par le bas, par grappes) ainsi que les coupes progressives (*shelterwood*). Les coupes sélectives ont pour principale conséquence le maintien d'un couvert forestier de différentes classes d'âge et de hauteur. Ceci amène une configuration verticale particulièrement hétérogène de la forêt, tandis que l'hétérogénéité horizontale du paysage forestier est grandement réduite par ce traitement sylvicole. En effet, d'après Frank & Bjorkbom (1973), *in* Crawford & Titterington 1979, le développement vertical est alors à son maximum et ce traitement sylvicole produit plus d'étages de végétation que n'importe quel autre. Il est intéressant de noter que Crawford & Titterington (1979) considèrent que les populations d'oiseaux sont plus stables dans les forêts d'aménagement inéquien qu'équien. Nous avons trouvé seulement six études comparatives traitant de ce traitement en forêt conifèrienne. Cette situation peut s'expliquer par la prédominance des coupes totales par rapports aux coupes dites sélectives dans ces milieux.

Nidification: Chez les études où la **richesse spécifique** ou la **diversité avienne** ont été mesurées, il apparaît qu'elles ne pas très influencées par ce traitement (Franzreb & Ohmart 1978; Crawford & Titterington 1979; Welsh 1987). Toutefois, pour les cinq études où l'**abondance** et/ou la **densité** ont été étudiées, nous remarquons qu'elles sont stables dans trois cas (Crawford & Titterington 1979; Virkkala 1987; Welsh 1987), alors qu'elles augmentent dans une étude où l'éclaircie a été réalisée par le bas (Kilgore 1971) et qu'elles diminuent dans une autre étude (Franzreb & Ohmart 1978). Toutefois, l'étude finlandaise réalisée

par Virkkala (1987) montre que, malgré une densité avienne nicheuse stable dans la forêt traitée, la densité des espèces **généralistes** augmente, alors que la densité des espèces **sédentaires** et des espèces **spécialistes** des forêts surannées diminue. L'étude de Kilgore (1971) nous apprend que, malgré une augmentation de la densité des oiseaux nicheurs lors de l'éclaircie par le bas, la **biomasse** totale n'a pas changé.

Dans toutes les études qui se sont penchées sur les guildes affectées par les coupes sélectives, nous apprenons que les espèces de **sol**, de **buisson** et de **vol** sont favorisées, alors que les espèces fréquentant les niches de **couronne** et de **tronc** (Mannan & Meslow 1984) sont défavorisées par ce type de traitement sylvicole. Cependant, dans le cas de l'éclaircie par le bas, les espèces de **sol** sont défavorisées, contrairement à ce qui a été observé pour les autres types de coupes sélectives.

Le fait que les coupes sélectives enlèvent généralement systématiquement les chicots ainsi que les arbres morts ou moribonds est peu favorable aux espèces de **tronc** (Mannan & Meslow 1984). Virkkala (1987) a observé que les espèces de cette niche sont deux fois moins abondantes dans les peuplements aménagés que dans les forêts non aménagées. Toutefois, Franzreb & Ohmart (1978) rapportent que ce sont principalement les espèces de cette niche qui utilisent les chicots pour nicher et se nourrissent dans le feuillage (mésanges) qui sont défavorisées par la coupe sélective, alors que cela ne semble pas être le cas pour les pics.

Autres saisons: L'étude en territoire scandinave de Virkkala (1987) a démontré que la **densité** hivernale des oiseaux est trois fois plus faible dans les forêts traitées par les coupes sélectives que dans les forêts non perturbées.

3.2.2 Forêts feuillues et mixtes

Dans les peuplements feuillus et mixtes, les coupes sélectives (aménagement inéquien) sont réalisées dans le but de favoriser les essences tolérantes et de maintenir ou d'atteindre un peuplement climacique (Filip 1973 *in* Zeedyk & Evans 1975; Ohmann 1979). Nous regroupons dans ce traitement les coupes d'éclaircies (par le haut, par le bas, par grappes) ainsi que les coupes jardinatoires. Les conséquences de ces traitements sont moins spectaculaires que pour les coupes totales. Comme on l'a vu dans la section sur les coupes sélective des forêts

conifériennes, le profil vertical du peuplement a un caractère très hétérogène, alors que l'hétérogénéité horizontale de la forêt est à son plus bas. De plus, nous retrouvons dans ces milieux une plus grande fréquence des interventions sylvicoles.

Nidification: Nous avons trouvé neuf études qui comparent les communautés aviennes nicheuses entre les forêts non perturbées et celles qui ont subit des coupes sélectives. Nous observons que ces coupes n'ont pas affecté l'**abondance** des oiseaux ou la **densité** dans trois études (Michael & Thornburgh 1971; Crawford *et al.* 1981; Freedman *et al.* 1981) alors que l'abondance a augmenté chez deux autres (Weeb *et al.* 1977; Chadwick *et al.* 1986) et baissé chez une dernière (Maurer *et al.* 1981). En ce qui concerne la **richesse** et/ou la **diversité avienne** (huit études), nous remarquons qu'elles augmentent dans quatre études (Adams & Barrett 1976; Weeb *et al.* 1977; Whitcomb *et al.* 1977; Chadwick *et al.* 1986), alors qu'elles sont stables dans les quatre autres (Michael & Thornburgh 1971; Crawford *et al.* 1981; Freedman *et al.* 1981; Maurer *et al.* 1981). Weeb *et al.* (1977) mentionnent que l'augmentation de la diversité avienne et de l'abondance est positivement corrélée avec l'intensité de la coupe sélective. À ce titre, Crawford *et al.* (1981) rapportent que le degré de fermeture du couvert est une variable importante lorsqu'il s'agit de prédire les préférences d'habitat des oiseaux chanteurs.

Nous n'avons trouvé aucune étude se rapportant aux effets des coupes sélectives sur les oiseaux hivernant dans ces milieux. Toutefois, Adams & Barrett (1976) mentionnent que, après la coupe, les **spécialistes** de l'intérieur des forêts diminuent, alors que les **généralistes-résidentes** profitent de ce traitement. Whitcomb *et al.* (1977) ont aussi remarqué que les espèces résidentes voient leurs populations augmenter dans les forêts fragmentées et attribuent ce phénomène au *competitive release*. Cody 1974 et Schoener 1974, révisés dans Weeb *et al.* (1977), considèrent que la compétition ainsi que la répartition des ressources peuvent avoir des conséquences complexes au niveau inter- et intraspécifiques, qui peuvent découler de façon indirecte des interventions sylvicoles.

Noon *et al.* 1979 mentionnent que les changements dans la composition avienne découlent de modifications dans les communautés d'oiseaux dominants et de la perte des espèces rares. En effet, ces auteurs considèrent que les espèces d'oiseaux rares des forêts non perturbées sont particulièrement sensibles aux changements de l'habitat.

3.2.3 Aménagement des chicots - Coupes sanitaires

De nombreux auteurs ont traité de façon particulière la problématique reliée aux chicots (*snags*) surtout dans le cadre de coupes sélectives, mais aussi pour les autres types de coupes (équiennes). Les coupes jardinatoires ou les coupes d'éclaircies pratiquées pour la première fois dans un peuplement forestier sont précédées d'un traitement nommé «coupe sanitaire», qui vise, dans un premier temps, à préparer la forêt à la coupe jardinatoire en enlevant les tiges déformées, les arbres moribonds ainsi que les chicots. Les conséquences de cette première coupe dans le peuplement sont semblables à celles d'une coupe jardinatoire ou d'éclaircie, sauf que l'impact premier est la disparition de la majorité sinon de tous les chicots ou des arbres pouvant le devenir dans un proche avenir. En plus de préparer la forêt à une sylviculture jardinatoire ou à des éclaircies successives, la coupe sanitaire est aussi réalisée pour des raisons de sécurité en forêt et pour éviter les feux de foudre. En ce qui concerne les coupes forestières totales, les arbres ou les essences qui ne possèdent pas de valeur commerciale sont souvent abattus, étant donné que le public perçoit mal ces récoltes «à blanc», qui laissent des tiges (souvent moribondes) debout sur le parterre de coupe.

Nous avons trouvé sept études qui ont comparé les population aviennes de forêts traitées par rapport à celles des forêts «naturelles», dont deux traitaient de coupe forestière totale (Scott 1979; Dickson *et al.* 1983). Sauf celle réalisée par Dickson *et al.* (1983), toutes ces études ont traité des espèces de **tronc** seulement.

Plusieurs facteurs influencent la densité des cavités réalisées dans un peuplement. Waters *et al.* 1990 rapportent que les facteurs les plus importants sont la densité des tiges, l'âge des arbres ainsi que la composition arborée (van Balen *et al.* 1982). Il apparaît que l'âge des arbres et la composition arborée influencent la quantité ainsi que le type de pourriture de bois, alors que la formation des cavités est fortement associée à cette dégradation du bois (Cartwright & Findlay 1958, Peace 1962 *in* Waters *et al.* 1990).

3.3 COUPES FORESTIÈRES TOTALES

3.3.1 Forêt conifèrienne septentrionale

Dans le contexte forestier nord-américain, la coupe totale (*clearcut*) est l'un des traitements sylvicoles les plus pratiqués dans les forêts coniférienes. Il consiste à récolter, en une seule fois, l'ensemble du volume de bois ayant une valeur commerciale. Ce traitement, à cause de la machinerie lourde utilisée pour couper et sortir la matière ligneuse, laisse bien peu de végétation sur pied. La plantation suit généralement la coupe totale, afin d'accélérer le reboisement et de rendre le site commercialement productif à nouveau. La coupe forestière totale a pour conséquence une diminution marquée de l'hétérogénéité verticale et horizontale du peuplement et du paysage forestier respectivement.

Nidification: Nous avons trouvé douze études qui traitent des effets sur l'avifaune des coupes forestières totales en milieu conifèrien. Sur neuf études qui mesuraient ces variables, cinq notent une augmentation significative de l'**abondance** et de la **densité** des oiseaux (Hagar 1960; Titterington *et al.* 1979; Hansson 1983; Helle 1985; Derleth *et al.* 1989), tandis que deux autres ont démontré une baisse (Stewart & Aldrich 1949; Mannan 1980). Cependant, deux autres études (Crawford & Titterington 1979; Wetmore *et al.* 1985) ne rapportent aucune modification de ces variables. Dans les études où la **diversité** a été calculée, quatre ont montré que celle-ci avait augmenté (Hagar 1960; Titterington *et al.* 1979; Niemi & Hanowski 1984; Helle 1985), alors que selon deux autres, elle n'avait pas changée (Crawford & Titterington 1979; Wetmore *et al.* 1985).

Dans tous les cas où il y a eu une coupe totale en milieu conifèrien, les communautés aviennes ont été modifiées. Dans plusieurs cas, les modifications de la structure des communautés aviennes sont plus fortes juste après la coupe, et on observe généralement un réajustement quelques années (3 à 4 ans) après la perturbation (Hagar 1960). Ces changements s'expliquent généralement par la disparition d'espèces fréquentant la **couronne** de la forêt conifèrienne mature et par l'apparition d'espèces associées au parterre (**sol**) encombré d'essences pionnières.

Une étude (Mannan 1980) mentionne que ce sont surtout les espèces insectivores qui diminuent. Une autre (Helle 1985) a trouvé que, malgré une augmentation de la densité et de la diversité après la coupe totale, le **poids moyen** des oiseaux a montré une tendance à la baisse, avec toutefois une variation considérable. Le degré de la **spécialisation** dans

la communauté (mesuré par les ratios dérivés du nombre d'espèces, de genres et de familles) a augmenté au cours de la succession, à part le fait que le stage initial avait des valeurs relativement fortes. Les espèces nichant et se nourrissant dans les **couronnes** et les **buissons** ont augmenté en nombre durant la régénération de la forêt, alors que les espèces nichant et se nourrissant au **sol** ont démontré la tendance opposée. Les proportions des oiseaux nichant dans les **troncs** et les espèces sédentaires ont augmenté avec l'âge du peuplement.

Pour terminer, mentionnons qu'il a été démontré dans une étude (Wetmore *et al.* 1985) que la bande de forêt laissée intacte entre les deux superficies coupées possédait des populations aviennes semblables à celles de grands secteurs témoins non perturbés.

3.3.2 Forêts feuillues et mixtes

La coupe totale est le mode de récolte de la matière ligneuse la plus couramment utilisée dans les peuplements feuillus et mixtes du nord-est et du sud de l'Amérique du Nord. Dans ce même biome, la coupe forestière totale amène une décroissance de l'hétérogénéité verticale et horizontale du peuplement et de la forêt respectivement.

Nidification: Très peu d'études se sont penchées sur les effets de ces coupes sur la faune avienne. Nous avons trouvé seulement six articles qui se rapportent à cette problématique forestière. Pour deux d'entre elles, l'**abondance** ou la **densité** ainsi que la **richesse** ou la **diversité avienne** des oiseaux nicheurs ne sont pas affectées par la coupe (Conner *et al.* 1979; Freedman *et al.* 1981). Une seule étude rapporte une augmentation de l'abondance des oiseaux nicheurs trois ans après la récolte (Conner *et al.* 1979). Cependant, Weeb *et al.* (1977) rapportent que Hooper (1967) a observé une augmentation de l'abondance et de la diversité avienne des oiseaux nicheurs six années après la coupe.

Les communautés d'oiseaux observées dans les zones perturbées sont celles qui sont associées aux stades successionnels de ces domaines forestiers (Maurer *et al.* 1981; Thompson & Capen 1988; Yahner 1991). Maurer *et al.* (1981) ont démontré que, jusqu'à huit ans après la coupe totale, les espèces nicheuses des guildes **vol** et **tronc** sont défavorisées, que les oiseaux de **sol** sont favorisés, alors que les espèces fréquentant les niches **couronne** et **buisson** demeurent aussi nombreux. Yahner (1991) a aussi démontré que, dans les tremblaies, c'est dans les peuplements d'âge

intermédiaire que la richesse avienne est la plus forte, alors qu'elle est la plus faible dans les forêts matures.

Certains auteurs s'entendent pour dire que la coupe totale a un impact négatif sur l'avifaune, par rapport à un peuplement mature (Conner *et al.* 1979; Yahner 1986): mais notons que les effets de la coupe totale varient avec les saisons, les stades successionnels et les espèces d'oiseaux (Conner *et al.* 1979). De plus, mentionnons que la qualité d'un habitat comme une coupe totale ne devrait pas être évaluée seulement à partir de considérations de densité de population, mais aussi d'après des mesures de productivité et de survivance (Van Horne 1983).

Autres saisons: Par contre, dans le cas des deux études qui ont suivi les populations aviennes hivernales, nous remarquons une baisse de la **densité** ou de l'**abondance** dans les sites coupés (Conner *et al.* 1979; Yahner 1986). L'étude de Conner *et al.* (1979) a démontré que la jeune coupe totale a des effets négatifs sur les communautés d'oiseaux hivernant dans ces milieux (surtout les espèces se nourrissant dans la niche **tronc**) alors qu'elle n'a pas d'effet notable sur la structure des populations nicheuses de ces mêmes milieux.

3.4 PLANTATION

3.4.1 Forêt conifériennne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes

Ce chapitre traite des plantations comme mode d'aménagement équien et intensif. La plantation vise un *stocking* d'essences commerciales à croissance rapide et est généralement exécutée tôt après la coupe totale, après une préparation de terrain. Cette dernière peut être un scarifiage léger ou lourd, un traitement au phytocide ou un brûlage contrôlé. Ainsi, on se retrouve avec une «forêt» qui a escamoté son stade pionnier et qui a un aspect monocultural homogène. Une autre conséquence de ce type de traitement intensif est la réduction significative de la durée de la vie du peuplement (rotation). Souvent, on observe que des peuplements subissent des conversions de couvert à l'avantage d'essences conifériennes. Sur le plan physionomique, la plantation a pour effet de réduire de façon radicale l'hétérogénéité verticale et horizontale du territoire.

Les quatre études que nous avons trouvées sur ce sujet comparent les communautés d'oiseaux entre des peuplements naturels et des peuplements dont l'origine est la plantation. Dans un cas (Briggs *et al.* 1982), la plantation s'inscrit aussi dans une conversion de couvert forestier décidu en un couvert conifèrien, phénomène fréquent de nos jours dans la quête d'un rendement accéléré.

Nidification: À partir des études dont nous disposons, nous observons que, généralement, l'**abondance** et/ou la **diversité avienne** des oiseaux nicheurs sont plus faibles dans les plantations que dans les peuplements non aménagés au même stade de développement. D'après Probst (1979), la pratique d'aménagement qui risque le plus d'affecter les communautés d'oiseaux est la conversion des peuplements décidus en des plantations de conifères. D'après ce qui est rapporté par Repenning & Labisky 1985, la **densité** des oiseaux nicheurs, la **richesse** et la **diversité avienne** ainsi que la **biomasse** des oiseaux sont nettement plus grandes dans les pinèdes naturelles que dans les plantations de pins, alors que, de ces variables, seule la biomasse n'est pas corrélée avec l'âge des peuplements. Une autre étude sur les plantations de pins (Johnson & Landers 1982) a démontré que l'abondance et la diversité des oiseaux sont plus faibles un an après la mise en terre des plants, alors que ces caractéristiques de l'avifaune augmentent entre l'âge de deux à six ans, pour décroître à nouveau jusqu'à l'âge de la mi-rotation (environ 15 ans).

Dans le cas des jeunes plantations, ce sont surtout les oiseaux qui se nourrissent au **vol**, sur les **troncs** et au **sol** qui sont touchés par ce traitement. En ce qui concerne les oiseaux de la niche **couronne**, deux études s'opposent (Nilsson 1979; Briggs *et al.* 1982). La première indique une baisse de l'abondance des espèces de cette niche (Picidés et Sylviidés), alors que, selon la deuxième étude, la conversion de chênaies en pinèdes favoriserait les espèces de cette niche. L'étude de Johnson & Landers (1982) a démontré que les communautés d'oiseaux des plantations de pins, dominées par les oiseaux de la niche **couronne** et par les insectivores de la niche **sol**, sont peu reliées à la densité du peuplement, les caractéristiques du sous-couvert et la disponibilité des fruits.

Autres saisons: D'après la même étude, passé l'âge de la mi-rotation, les communautés d'oiseaux hivernant seraient peu affectées par l'origine du peuplement, l'âge ou le nombre d'années écoulées depuis le dernier feu de brousse. Une autre étude (Briggs *et al.* 1982) a démontré que la conversion s'est traduite par une baisse de la **diversité avienne**, autant des oiseaux nicheurs que des oiseaux y passant l'hiver. Repenning &

Labisky (1985) ont aussi montré que les compositions aviennes nicheuses des pinèdes naturelles et des plantations de pins sont peu similaires, alors que les populations d'hiver sont semblables, ce phénomène étant d'autant plus accentué que les peuplements sont âgés.

3.5 PHYTOCIDES-HERBICIDES

3.5.1 Forêt conifèrienne septentrionale - Forêts feuillues et mixtes

L'application de phytocides est une pratique sylvicole de plus en plus répandue, qui vise à éliminer la compétition herbacée et les essences décidues qui nuisent au développement des essences résineuses plantées ou naturellement régénérées. L'utilisation de ces produits de synthèse fait que le stade pionnier du site est écourté, ce qui permet aux essences résineuses de former une strate arborée beaucoup plus rapidement et avec moins de perte. Comme pour les plantations, l'utilisation de phytocides a pour conséquence une diminution marquée de l'hétérogénéité verticale du peuplement (en type de couvert et en strate) ainsi qu'une dégradation de l'hétérogénéité horizontale qui, en fait, est la résultante de la coupe ou du reboisement.

La structure des communautés d'oiseaux forestiers est principalement influencée par le stade successionnel de la végétation (Johnston & Odum 1956; Balda 1975; Roth 1976; Meslow 1978). D'après Morrison & Meslow 1984b, l'application d'herbicides après une coupe à blanc est une pratique sylvicole qui altère radicalement le stade successionnel et pourrait ainsi avoir des effets prononcés sur les oiseaux nicheurs.

Nidification: Nous avons trouvé des résultats dans six articles traitant des effets de l'utilisation de phytocides en forêt conifèrienne septentrionale et une seule étude, dans une plantation de pins (Savidge 1978). Toutes ces études, sauf une (Hardy & DesGranges 1990), se sont penchées sur les impacts à court terme (≤ 6 ans). Deux d'entre elles (Savidge 1978; Santillo *et al.* 1989) ont montré une baisse dans l'**abondance** ou la **diversité** des oiseaux, alors que les deux autres (Morrison & Meslow 1984a; Morrison & Meslow 1984b) n'ont indiqué aucun changement significatif. L'étude portant sur les effets à moyen terme (7-9 ans) a montré une hausse de l'abondance et de la diversité (Hardy & DesGranges 1990). Dans toutes les études des effets à court terme, ce sont principalement les espèces se nourrissant au niveau des **buissons** et

du sol qui connaissent des baisses, tandis que le renversement de cette tendance dans le cas de la plantation étudiée plusieurs années après l'application de phytocides serait attribuable à ces mêmes groupes bien que plusieurs espèces se nourrissant dans la couronne aient aussi connu des baisses importantes d'abondance à long terme. L'inverse a été observé dans les études de Freedman *et al.* (1988) et de MacKinnon *et al.* (1990) *in* Boutin & Freemark 1991. En effet, la première étude rapporte que l'abondance de la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*) et du Bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*) est restée inchangée l'année suivant l'application de phytocides, alors que la deuxième étude a montré que l'abondance de ces deux espèces a décliné deux ans après le traitement. La fidélité des oiseaux nicheurs envers le site expliquerait cette réponse différée.

Malgré les baisses d'abondance observées chez plusieurs espèces par suite des effets des phytocides sur la végétation des parterres de coupe, plusieurs auteurs proposent que l'effet précis est tempéré par l'adaptabilité comportementale des espèces ainsi que par le fait que les oiseaux utilisent différemment la végétation qui reste après le traitement (Slagsvold 1977; Savidge 1978; Biggs & Walmsley 1988; Santillo *et al.* 1989).

4.0 SYNTHÈSE DES RÉPONSES DE L'AVIFAUNE

Comme nous l'avons mentionné en introduction, les communautés d'oiseaux forestiers sont influencées principalement par la structure de l'habitat (Hagar 1960; Hooper & Crawford 1969; Anderson & Shugart 1974; Titterington *et al.* 1979) et aussi par la composition végétale, la taille et l'âge de la forêt, et par certaines composantes de l'habitat. D'après plusieurs auteurs (Johnson & Odum 1956; Balda 1975; Roth 1976; Meslow 1978), la structure des communautés d'oiseaux est surtout influencée par la succession de la végétation. Les pratiques sylvicoles qui altèrent fortement ces stades peuvent avoir un effet prononcé sur les oiseaux nicheurs (Morrison & Meslow 1984a). En effet, Titterington *et al.* (1979) rapportent que les patrons successionnels des espèces d'oiseaux de la forêt conifèrienne boréale sont intimement reliés à la succession végétative qui suit une perturbation de l'habitat. À l'instar de Thomas *et al.* (1975), nous avons considéré que les pratiques sylvicoles influencent les habitats aviens principalement en altérant la forme ainsi que la densité des couches de la végétation.

Le survol des impacts des perturbations naturelles (chapitre 2.0) et des activités sylvicoles (chapitre 3.0) a été réalisé dans un contexte de comparaison localisée. Le but recherché était de connaître les effets du passage d'un feu ou de la réalisation d'une coupe, par exemple, sur les communautés d'oiseaux. Mentionnons que la majorité des études dont nous disposons se sont penchées principalement sur les oiseaux nicheurs. En accord avec ce qui est rapporté par de nombreux chercheurs, les études traitées dans ce rapport nous apprennent que les principaux facteurs influençant la réponse des oiseaux aux changements amenés par les perturbations (naturelles et sylvicoles) de l'habitat sont l'hétérogénéité horizontale et l'hétérogénéité verticale. Toutefois, Van Horne (1983) nous met en garde contre la tentation de qualifier les effets de ces perturbations forestières uniquement en considérant la **densité** avienne. En effet, il dit plutôt que la **productivité** et la **survivance** sont les variables qui qualifient le mieux les effets des perturbations sur les oiseaux.

4.1 STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS AVIENNES

En règle générale, les perturbations qui augmentent l'hétérogénéité horizontale (épidémies d'insectes, feux de forêts, fragmentation forestière et petites coupes forestières totales) et celles qui augmentent l'hétérogénéité verticale (coupes forestières sélectives épidémies d'insectes) ont pour effet d'accroître la diversité ou la richesse spécifique et souvent l'abondance ou la densité avienne. Par contre, les perturbations qui diminuent l'hétérogénéité horizontale (grandes coupes forestières totales, plantation, utilisation de phytocides et coupes sanitaires) ainsi que celles qui diminuent l'hétérogénéité verticale (plantation et utilisation de phytocides) ont pour effet de provoquer une décroissance de la densité ou de l'abondance avienne ou de la diversité spécifique.

4.1.1 ↑ hétérogénéité horizontale, ↑ hétérogénéité verticale

Les feux de forêts, la fragmentation forestière, les coupes forestières totales ainsi que les épidémies d'insectes causent une profonde et irrégulière hétérogénéité horizontale du paysage. De plus, selon l'intensité du feu ou la gravité de l'épidémie d'insectes, nous assistons aussi à une augmentation de l'hétérogénéité verticale par ces perturbations naturelles. Les études décrites aux chapitres précédents

nous enseignent que ces modifications du paysage, cette mosaïque de peuplements forestiers d'âges et de dimensions variés, amènent une nette augmentation de la **diversité** ou de la **richesse avienne**.

Les guildes d'oiseaux qui en bénéficient sont celles des **troncs** et possiblement de **sol** et de **buisson**, alors que les espèces **spécialistes** des forêts conifériennes fermées sont affectées par ce morcellement du paysage. De plus, les feux de forêts ainsi que les coupes forestières totales nuisent aux oiseaux qui se nourrissent dans la **couronne** des arbres, alors que le passage d'une épidémie d'insectes ne favorisent pas l'établissement des espèces qui se nourrissent dans les **buissons**. Toutefois, ces perturbations naturelles laissent souvent dans le paysage des peuplements matures ou surannés qui sont indispensables à certaines espèces qui recherchent ces milieux. Les épidémies d'insectes, d'autre part, permettent à certaines espèces **insectivores**, spécialistes des épidémies, de proliférer (Otvos 1979). En général, **les espèces associées aux jeunes stades successionnels** ainsi que les espèces **généralistes** sont favorisées par les perturbations importantes de l'habitat. Il semble que les **granivores** profitent des modifications de la végétation et que la **biomasse** totale des oiseaux augmente, bien que certains indices indiquent que le **poids** des oiseaux diminue avec la succession.

Plusieurs auteurs ont remarqué que les perturbations qui amènent une augmentation des écotones ont pour conséquence une augmentation importante du phénomène de la **prédation** des oiseaux et des nids ainsi que du **parasitisme** des nids (Strelke & Dickson 1980; Yahner 1988; Yahner & Scott 1988), alors que d'autres auteurs considèrent que ce sont les espèces qui nichent au sol, dans les forêts fragmentées, qui sont exposées à la prédation, et non pas seulement celles qui nichent dans les écotones (Small & Hunter 1988). Yahner (1988) propose même d'augmenter la complexité de la végétation à l'interface coupe-forêt afin de réduire la pression prédatrice.

4.1.2 ↓ hétérogénéité horizontale, ↑ hétérogénéité verticale

En ce qui concerne les activités sylvicoles qui s'inscrivent dans le cadre d'un aménagement inéquien, telles que les coupes forestières sélectives (coupes d'éclaircie, coupes jardinatoires, coupes sanitaires, etc.), nous retrouvons une augmentation de l'hétérogénéité verticale au détriment d'une homogénéité horizontale. Les modifications de la forêt à la suite

de ces perturbations ont pour effet d'augmenter la diversité ainsi que l'abondance des communautés d'oiseaux. Les oiseaux qui se nourrissent dans les buissons, au sol et au vol sont favorisés par cette plus grande complexité verticale de la forêt. Par contre, ce type de traitements sylvicoles nuit aux espèces qui se nourrissent dans la couronne des arbres ainsi que celles qui utilisent les troncs (pour nicher ou se nourrir).

Les coupes forestières sélectives sont souvent précédées de coupes sanitaires qui visent à éliminer les arbres morts ou moribonds ou ceux qui ne présentent pas d'intérêt commercial à cause de leur difformité. Cette pratique qui élimine les chicots d'un peuplement est fortement critiquée par plusieurs auteurs, car elle a des effets désastreux sur les espèces qui utilisent les arbres morts pour nicher (de façon primaire ou secondaire), pour se nourrir ou à d'autres fins. Fait intéressant, certains auteurs mentionnent que de créer des chicots délibérément (tuer des arbres) dans un peuplement peut amener une forme de prédation ou de parasitisme qui n'existerait pas autrement. En effet, Robbins (1979) rapporte que cette nouvelle hétérogénéité causée par ces chicots peut être préjudiciable pour les spécialistes de l'intérieur de la forêt. Ces oiseaux ne sont pas adaptés pour faire face à la prédation et au parasitisme des nids, étant donné que leurs nids sont généralement ouverts et qu'ils n'élèvent qu'une seule nichée par année. Les chicots sont néanmoins des éléments très importants de l'écosystème forestier, car de nombreuses espèces aviennes en dépendent. Il a été démontré que certaines de ces espèces ont un rôle à jouer dans le contrôle des épidémies d'insectes ravageurs. À ce titre, plusieurs auteurs recommandent que les chicots soient aménagés autant dans les forêts équiennes et inéquiennes que dans les parterres de coupe.

5.0 RECOMMANDATIONS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE

Plusieurs chercheurs s'entendent pour dire que les perturbations naturelles et les activités sylvicoles, qui créent les mêmes modifications de l'habitat, ont les mêmes conséquences pour les communautés d'oiseaux qui y sont associées (Thomas *et al.* 1975; Titterington *et al.* 1979). Les informations tirées des études traitées dans ce rapport nous amènent aux mêmes conclusions. Toutefois, pour bien connaître les impacts des perturbations de l'habitat et pouvoir les comparer, nous devons quitter le cadre local et passer à l'échelle régionale. Ainsi, nous dirons que la sylviculture, contrairement aux processus de perturbations naturelles, est

une culture de la forêt en ce sens qu'elle impose certaines conditions que les perturbations naturelles ne créent pas. En effet, la sylviculture impose pour ainsi dire le stade de succession de la forêt, en accélérant ou en ralentissant certains stades (Hall & Thomas 1979) ou en escamotant d'autres. Elle impose aussi l'âge de la révolution, généralement en le raccourcissant au maximum. Dans certains cas, elle procède même à la conversion du couvert végétal, changeant une forêt décidue en une plantation de pins, par exemple.

La sylviculture apporte souvent une grande homogénéité de la végétation, à savoir la monoculture sur de grandes superficies, la disparition de peuplements surannés ainsi que le raccourcissement ou la disparition des stades pionniers. Même au sein d'un aménagement équien, où toutes les classes d'âge sont représentées sur un territoire, une certaine homogénéité apparaît dans le couvert végétal des essences en place. L'aménagement inéquien n'échappe pas à cette règle, car la sylviculture favorise souvent les essences possédant la plus grande valeur commerciale.

Dans un contexte régional, malgré le fait que les effets sur les oiseaux de perturbations comparables, feux de forêts et coupes forestières totales par exemple, sont semblables, nous sommes d'avis que la comparaison s'arrête là, car le patron de distribution, la fréquence et l'intensité des interventions sont en réalité différents. Avec la croissance de la sylviculture dans un contexte d'aménagement tant extensif qu'intensif, il faut craindre que certaines espèces de l'intérieur de la forêt et des forêts surannées ne soient affectées par ces pratiques, qui augmentent la fragmentation du territoire forestier. En revanche, les espèces généralistes, qui affectionnent les jeunes stades successionnels ainsi que les écotones, sont favorisées par les activités sylvicoles.

Cependant, et de plus en plus, les gestionnaires forestiers nord-américains ont pour objectif un aménagement des forêts basé sur le respect de la résistance des communautés végétales (dont la nouvelle stratégie de la protection des forêts du Québec). Cette vision vise à favoriser et à adopter des pratiques sylvicoles qui ont pour but l'établissement des peuplements forestiers sur les sites qui leurs conviennent, de manière à ce que ces forêts soient moins vulnérables aux agents perturbateurs naturels (insectes, maladies, etc.). Derrière cette vision se retrouve le concept qu'il faut respecter intégralement les processus écologiques qui ont lieu dans les différents écosystèmes forestiers. On recherche une plus grande résistance des forêts, amenée par le maintien des équilibres

écologiques, et ce, même au dépend d'une certaine productivité de la matière ligneuse.

Toutefois, cette nouvelle réalité d'aménagement forestier doit s'étendre au contexte régional (*landscape*) de manière à respecter, en plus des équilibres écosystémiques «locaux», les dynamiques qui s'opèrent sur de plus grandes échelles. En effet, les études sur les oiseaux forestiers, comme indicateurs biologiques, nous apprennent que les composantes du paysage sont intimement reliées et que le respect et le maintien des différents paramètres du milieu forestier sont des éléments très importants dans la recherche d'une sylviculture qui se rapprocherait des processus naturels et qui ainsi, produirait le minimum d'impact.

Ainsi, l'aménagement forestier, lors de sa planification, devrait inclure dans ses préoccupations l'optimisation de l'hétérogénéité horizontale et de l'hétérogénéité verticale du territoire, la création d'un effet «mosaïque» dans le paysage, la diversification des couverts forestiers, le maintien d'un nombre suffisant d'assez grands peuplements surannés, la création de corridors atténuant la fragmentation des forêts, le maintien des chicots, etc. Il est de notre avis que le respect des dynamiques écosystémiques, tant au niveau local que régional, devrait permettre la récolte d'autant de matière ligneuse, en plus de permettre les autres vocations forestières, tout en réduisant au minimum notre intervention contre les agents nuisibles. Procéder de cette manière devrait permettre aux forestiers d'affirmer que les pratiques forestières ne font, en fait, qu'«imiter» les perturbations naturelles.

6.0 RÉFÉRENCES

Adams, D.L. & G.W. Barrett. 1976. Stress effects on bird-species diversity within mature forest ecosystems. Am. Midl. Nat. 96:179-194.

Anderson, S.H. & H.H. Shugart Jr. 1974. Habitat selection of breeding birds in an east Tennessee deciduous forest. Ecology 55:828-837.

Apfelbaum, S. & A. Haney. 1981. Bird populations before and after wildfire in a Great Lakes pine forest. Condor 83:347-354.

Balda, R.P. 1975. Vegetation structure and breeding bird diversity. Pp. 59-80 *in* Proceedings of the Symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. WO-1. Tucson, Arizona.

Biggs, W.G. & M.E. Walmsley. 1988. Research requirements to determine the effects of silviculture herbicides on wildlife habitat: a problem analysis. Westland Resource Group. FRDA Report 040.

Blake, J.G. 1982. Influence of fire and logging on nonbreeding bird communities of Ponderosa pine forests. J. Wildl. Manage. 46:404-415.

Bock, C.E. & J.F. Lynch. 1970. Breeding bird populations of burned and unburned conifer forest in the Sierra Nevada. Condor 72:182-189.

Boutin, C. & K, Freemark. 1991. Impacts of agricultural herbicide use on terestrial wildlife: a review. Canadian Wildlife Service, Environment Canada. 23 p. + annexes. Non-publié.

Briggs, J.I. 1982. Oak-pine conversion and bird populations in the Missouri Ozaerks. J. For. 80:651-653.

Chadwick, N.L., D.R. Progulske & J.T. Finn. 1986. Effects of fuelwood cutting on birds in southern New England. J. Wildl. Manage. 50:398-405.

Conner, R.N., R.G. Hooper, H.S. Crawford & H.S. Mosby. 1975. Woodpecker nesting habitat in cut and uncut woodlands in Virginia. J. Wildl. Manage. 39:144-150.

Conner, R.N., J.W. Via & I.D. Prather. 1979. Effects of pine-oak clearcutting on winter and breeding birds in southwestern Virginia. Wilson Bull. 91:301-316.

Crawford H.S. & R.W. Titterington. 1979. Effects of silvicultural practices on bird communities in upland spruce-fir stands. Pp. 110-119 *in* Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Ser. Gen. Rep. NC-51. North Central Forest Experiment Station, St-Paul, Minnesota.

Crawford, H.S. & D.T. Jennings. 1982. Relationships of birds and spruce Budworms - Literature review and annotated bibliography. USDA, Forest Service No. 23, 38 p.

Crawford, H.S., R.G. Hooper & R.W. Titterington. 1981. Songbird population response to silvicultural practices in central appalachian hardwoods. J. Wildl. Manage. 45:680-692.

Crawford, H.S., R.W. Titterington & D.T. Jennings. 1983. Bird predation and spruce budworm populations. J. For. 81:433-435,478.

Crawford, H.S. & D.T. Jennings. 1989. Predation by birds on spruce budworm *Choristoneura fumiferana*: fonctional, numerical, and total responses. Ecology 70:152-163.

Curtis, R.L. & T.H. Ripley. 1975. Water management practices and their effect on nongame bird habitat values in a deciduous forest community. Pp. 128-141 *in* Proceedings of the Symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. WO-1. Tucson, Arizona.

Darveau, M. J.-L. DesGranges, Y. Mauffette & G. Gauthier. 1990. Impacts du dépérissement des érablières sur trois oiseaux insectivores. Série de rapports techniques No. 106. Service canadien de la faune, région du Québec. vii + 65p.

Darveau, M. J.-L. DesGranges & G. Gauthier. 1992a. Habitat use by three breeding insectivorous birds in declining maple forests. Condor 94:72-82.

Darveau, M. 1992b. Impacts du dépérissement des érablières sur trois oiseaux insectivores nicheurs. Thèse Ph.D, Université Laval, Sainte-Foy. 103 p.

Derleth, E.L., D.G. McAuley & T.J. Dwyer. 1989. Avian community response to small-scale habitat disturbance in Maine. Can. J. Zool. 67:385-390.

DesGranges, J.-L. 1980. Des communautés aviennes du Parc national de la Mauricie, Québec. Service canadien de la faune. Publication hors-série no 41, 33 p.

DesGranges, J.-L. 1987. Forest birds as biological indicators of the progression of maple dieback in Québec. ICBP Technical Publication No. 6: 249-257.

DesGranges, J.-L., Y. Mauffette & G. Gagnon. 1987. Sugar maple forest decline and implications for forest insects and birds. Trans. N.A. Wildl. & Nat. Res. Conf. 52:677-689.

Dessureault, M. 1986. Le dépérissement des forêts: un problème international. Journée d'information sur l'acériculture au Québec. Cahier de conférences. Conseil des productions végétales du Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Mai. pp.11-19.

Dickson, J.G., R.N. Conner, & J.H. Williamson. 1983. Snag retention increases bird use of a clear-cut. J. Wildl. Manage. 47:799-804.

Doerr, P.D., L.B. Keith & D.H. Rusch. 1971. Effects of fire on a ruffed grouse population. Pp. 25-46 *in* Proc. Annu. Tall Timbers Fire Ecology Conf., Tall Timbers Res. Stn. Tallahassee, Florida. No 10.

Emlen, J.T. 1970. Habitat selection by birds following a forest fire. Ecology 51:343-345.

Franzreb, K.E. & R.D. Ohmart. 1978. The effects of timber harvesting on breeding birds in a mixed-coniferous forest. Condor 80:431-441.

Freedman, B., C. Beauchamp, I.A. McLaren et S.I. Tingley. 1981. Forestry management practices and population of breeding birds in a hardwood forest in Nova Scotia. Can. Field-Nat. 95:307-311.

Gage, S.H. & C.A. Miller. 1978. A long term bird census in spruce budworm-prone balsam fir habitats in North-western New-Brunswick. Marit. For. Res. Cent. F. Rep. M-X-84, 6 p.

Gates, J.E. & L.W. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. Ecology 59:871-883.

Hagar, D.C. 1960. The interrelationships of logging, birds, and timber regeneration in the Douglas-fir region of northwestern California. Ecology 41:116-125.

Hansson, L. 1983. Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. Ornis Scand. 14:97-103.

Hardy, B. & J.-L. DesGranges. 1990. Évaluation des effets à moyen terme sur les communautés aviennes de l'entretien des plantations d'Épinettes noires (*Picea mariana*) aux phénoxys (Estaprop) et au glyphosate (Roundop). Environnement Illimité inc. pour Environnement Canada. Série de rapports techniques N. 101. Service canadien de la faune, région du Québec. xi + 34pp. + annexes.

Helle, P. 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. Holarct. Ecol. 8:120-132.

Holmes, R.T. & K. Robinson. 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. Oecologia 48:31-35.

James C.F. & N.O. Wamer. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. Ecology 63:159-171.

Johnson, A.S. & J.L. Landers. 1982. Habitat relationships of summer resident birds in slash pine flatwoods. J. Wildl. Manage. 46:416-428.

Johnston, D.W. & E.P. Odum. 1956. Breeding bird populations in relation to plant succession on the Piedmont of Georgia. Ecology 37:50-62.

Karr, J.R. 1968. Habitat and avian diversity on strip-mined land in East-Central Illinois. Condor 70:348-357.

Kilgore, B.M. 1971. Response of breeding bird populations to habitat changes in giant sequoia forest. Am. Midl. Nat. 85:135-152.

Kroodsma, R.L. 1982. Edge effect on breeding forest birds along a power-line corridor. J. Applied Ecol. 19:361-370.

Kroodsma, R.L. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. Wilson Bull. 96:426-436.

Land, D., W.R. Marion & T.E. O'Meara. 1989. Snag availability and cavity nesting birds in slash pine plantations. J. Wildl. Manage. 53:1165-1171.

MacArthur, R.H. & J.W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. Ecology 42:594-598.

MacArthur, R.W., H. Recher & M.L. Cody. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. Am. Nat. 100:319-332.

MacDonald, D.R. & F.E. Webb. 1963. Insecticides and the spruce budworm. Effects on the vertebrate predators. Ent. Soc. Can. Mem. 31:268-271.

Mannan, R.W. 1980. Assemblages of bird species in western coniferous old-growth forests. Pp. 357-368 *in* Workshop proceedings: Management of western forests and grasslands for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. INT-86. Rocky Mt. For. and Range Exp. Stn., Ogden, Utah.

Mannan, R.W. & E.C. Meslow. 1984. Bird population and vegetation characteristics in managed and old-growth forest, northeastern Oregon. J. Wildl. Manage. 48: 1219-1238.

Mannan, R.W., E.C. Meslow & Wight. 1980. Use of snags by birds in Douglas-fir forest, western Oregon. J. Wildl. Manage. 44:787-797.

Marshall, J.T. 1963. Fire and birds in the mountains of southern Arizona. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 2:135-144.

Martin, N.D. 1960. An analysis of bird populations in relation to forest succession in Algonquin provincial Park, Ontario. Ecology 41:126-140.

Maurer, B.A., L.B. McArthur & R.C. Whitmore. 1981. Effects of logging on guild structure of a forest bird community in West Virginia. Am. Birds 35:11-13.

Meslow, E.C. 1978. The relationship of birds to habitat structure-plant communities and successional stages. Pp. 12-18 *in* Proc. workshop on nongame bird habitat management in the coniferous forests of the western United States. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-64.

Michael, E.D. & P.I. Thornburgh. 1971. Immediate effects of hardwood removal and prescribed burning on bird populations. Southwestern Nat. 15:359-370.

Morrison, M.L. & E.C. Meslow. 1984a. Response of avian communities to herbicide-induced vegetation changes. J. Wildl. Manage. 48:14-22.

Morrison, M.L. & E.C. Meslow. 1984b. Effects of the herbicide glyphosate on bird community structure, Western Oregon. Forest Sci. 30:95-106.

Niemi G.J. & J.M. Hanowski. 1984. Relationships of breeding birds to habitat characteristics in logged areas. J. Wildl. Manage. 48:438-443.

Nilsson, S.G. 1979. Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden. Biol. Conserv. 16:135-143.

Noon, B.R., P. Verner & J.P. Noon. 1979. The effects of changes in habitat on northern hardwood forest bird communities. Pp. 33-48 *in* Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Ser. Gen. Rep. NC-51. North Central Forest Experiment Station, St-Paul, Minnesota.

Ohmann, L.F. 1979. Northeastern and North Central forest types and their management. Pp. 22-31 *in* Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Ser. Gen. Rep. NC-51. North Central Forest Experiment Station, St-Paul, Minnesota.

Oliveri, S.F. & N.C. Famous. 1982. A comparison of bird populations in moribund and healthy spruce-fir stands in Maine. Pp. 95-128 *in* Environmental Monitoring Reports from the 1982 Maine Cooperative Spruce Budworm Suppression Project.

Otvos, I.S. 1979. The effects of insectivorous bird activities in forest ecosystems: an evaluation. Pp. 341-375 *in* J. Dickson, R. Conner, R. Fleet, J. Jackson & J. Kroll. Proc. Symp. "Role of insectivorous birds in forest ecosystem", Academic Press, New York.

Probst, J.R. 1979. Oak forest bird communities. Pp. 80-88 *in* Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Ser. Gen. Rep. NC-51. North Central Forest Experiment Station, St-Paul, Minnesota.

Repenning, R.W. & R.F. Labisky. 1985. Effects of even-age timber management on bird communities of the Longleaf pine forest in northern Florida. J. Wildl. Manage. 49:1088-1098.

Robbins, C.S. 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations. Pp. 198-212 *in* Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Ser. Gen. Rep. NC-51. North Central Forest Experiment Station, St-Paul, Minnesota.

Rondeau, G. & J.-L. DesGranges. 1992. Effets d'une défoliation massive causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la composition des communautés d'oiseaux de la sapinière à bouleau blanc. Serv. Can. Faune, Québec. Rapport technique non publié.

Rotenberry, J.T. & J.A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North America steppe vegetation: a multivariate analysis. Ecology 61:1228-1250.

Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. Ecology 57:773-782.

Santillo, D.J., P.W. Brown & D.M. Leslie Jr. 1989. Response of songbirds to glyphosate-induced habitat changes on clearcuts. J. Wildl. Manage. 53:64-71.

Savidge, J.A. 1978. Wildlife in herbicide-treated Jeffrey Pine plantation in eastern California. J. For. 76:476-478.

Scott, V.E. 1979. Bird response to snag removal in Ponderosa pine. J. For. 77:26-28.

Slagsvold, T. 1977. Bird population changes after clearance of deciduous scrub. Biol. Conserv. 12:229-244.

Strelke, W.K. & J.G. Dickson. 1980. Effect of forest clear-cut edge on breeding birds in east Texas. J. Wildl. Manage. 44:559-567.

Stewart, R.E. & J.W. Aldrich. 1949. Breeding bird populations in the spruce region of the central Appalachians. Ecology 30:75-82.

Taylor, D.L. & W.J. Barmore Jr. 1980. Post-fire succession of avifauna in coniferous forests of Yellowstone and Grand Teton national parks, Wyoming. Pp. 130-145 *in* Workshop proceedings: Management of western forests and grasslands for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. INT-86. Rocky Mt. For. and Range Exp. Stn., Ogden, Utah.

Theberge, J.B. 1976. Bird populations in the Kluane Mountains, southwest Yukon, with special reference to vegetation and fire. Can. J. Zool. 54: 1346-1356.

Thomas, J.W., G.L. Crouch, R.S. Bumstead & L.D. Bryant. 1975. Silvicultural options and habitat values in coniferous forests. Pp. 272-287 *in* Proceedings of the Symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. WO-1. Tucson, Arizona.

Thompson, F.R. & D.E. Capen. 1988. Avian assemblages in seral stages of a Vermont forest. J. Wildl. Manage. 52:771-777.

Titterington, R.W., H.S. Crawford & B.N. Burgason. 1979. Songbird responses to commercial clear-cutting in Maine spruce-fir forests. J. Wildl. Manage. 43:602-609.

Väisänen, R.A., O. Jarvinen & P. Rauhala. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forest? Ornis Scand. 17:282-292.

Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. J. Wildl. Manage. 47:893-901.

Van Tyne, J. 1926. An unusual flight of Arctic three-toed woodpeckers. Auk. 43:469-474.

Virkkala, R. 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. Ann. Zool. Fenn. 24:281-294.

Waters, J.R., B.R. Noon, & J. Verner. Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. J. Wildl. Manage. 52:239-245.

Weeb, W.L., D.F. Behrend & B. Saisorn. 1977. Effects of logging on songbird populations in a northern hardwood forest. Wildl. Soc. Monogr. 55: 1-35.

Wetmore, S.P., R.A. Keller & G.E. John Smith. 1985. Effects of logging on bird populations in British Columbia as determined by a modified point-count method. Can. Field-Nat. 99:224-233.

Welsh, D.A. 1987. The influence of forest harvesting on mixed coniferous-deciduous boreal bird communities in Ontario, Canada. Acta Oecologica 8:247-252.

Whitcomb, B.L., R.F. Whitcomb & D. Bystrak. 1977. Long-term turnover and effects of selective logging on the avifauna of forest fragments. Am. Birds 31:17-23.

Willson, M.F. 1974. Avian community organisation and habitat structure. Ecology 55:1017-1029.

Yahner, R.H. 1984. Effects of habitat patchiness created by a Ruffed Grouse management plan on breeding bird communities. Am. Midl. Nat. 111:409-413.

Yahner, R.H. 1986. Structure, seasonal dynamics, and habitat relationships of avian communities in small even-aged forest stands. Wilson Bull. 98:61-82.

Yahner, R.H. 1991. Avian nesting ecology in small even-aged aspen stands. J. Wildl. Manage. 55:155-159.

Zarnowitz, J.E. & D.A. Manuwal. 1985. The effects of forest management on cavity-nesting bird in northwestern Washington. J. Wildl. Manage. 49:255-263.

Zeedyk, W.D. & K.E. Evans. 1975. Silvicultural options and habitat values in deciduous forests. Pp. 115-127 *in* Proceedings of the Symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Rep. WO-1. Tucson, Arizona.